Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population *(Triturus dobrogicus,* KIRITZESCU 1903) am Endelteich bei Wien: Ein Überblick über neun Untersuchungsjahre

von
Norbert Ellinger und Robert Jehle

Zusammenfassung

Die Struktur und Dynamik einer Donaukammolch-Population (Triturus dobrogicus) wurde am seminatürlichen Endelteich (Donauinsel, Wien) von 1986 bis 1995 (Ausnahme: 1988) untersucht. Die Zahl der Adulttiere sank im Verlauf der Untersuchungsperiode von 210 (1987) auf 52 (1995) Individuen. Juvenile Tiere waren größeren Schwankungen unterworfen [Tiefstwert: 52 (1987), Höchstwert 818 (1991)]. Einer hohen Zahl von Juvenilen folgte ein vermehrtes Auftreten von Subadulten im nächsten Jahr, sie hatte jedoch keinen Einfluß auf die Zahl der Adulttiere. Das mittlere Mindestalter der Weibchen betrug 3,08 Jahre, Männchen waren im Mittel mindestens 2,92 Jahre alt. Das höchste registrierte Alter betrug mindestens neun Jahre. Das Geschlechterverhältnis (Männchen zu Weibchen) war über den gesamten Untersuchungszeitraum ausgeglichen und schwankte lediglich zwischen 1:1,7 und 1:0,8. Jährliche Wiederfangraten beliefen sich auf 0,347 für Weibchen, 0,334 für Männchen und 0,098 für Juveniltiere.

Summary

Structure and dynamics of a Danube crested newt population (*Triturus dobrogicus*, KIRITZESCU 1903) at the "Endelteich" pond near Vienna: a summary over nine study years

The structure and dynamics of a Danube crested newt population (*Triturus dobrogicus*) was studied from 1986 until 1995 with the exception of 1988 at the seminatural Endelteich pond (Danube Island, Vienna). The number of captured adults decreased during the study from 210 (1987) to 52 (1995) individuals. Juveniles showed much wider fluctuations [minimum: 52 (1987), maximum: 818 (1991)]. A big number of juveniles corresponded with a high census of subadults in the next year, but had no influence on the number of adults. The mean age of females was at least 3.08 years, males were on average 2.92 years old. The maximum age was at least nine years. Although the sex ratio was almost even over the whole period of investigation, the year-to-year ratio varied between 1:1.7 and 1:0.8 (males:females). Annual recapture rates were 0.347 for females, 0.334 for males, and 0.098 for juveniles.

1. Einleitung

Freilebende Tierpopulationen sind einer natürlichen Kontrolle ihrer Bestandeszahlen ausgesetzt. Bei einer stabilen Population hält sich die Zahl der Verluste durch Tod oder Auswanderung mit einer Individuenzunahme durch Einwanderer und Nachwuchs die Waage. Ein perfektes Gleichgewicht dieser Parameter ist in der Praxis jedoch nie gegeben. Die Größe einer intakten Population schwankt in der Regel um einen Mittelwert, der von vielfältigen Regulationsmechanismen bestimmt wird. Die populationsbiologische Grundlagenforschung hat ein Erfassen der zeitlichen Variabilität der Populationsgröße und deren Ursachen zum Inhalt.

Der Artenschutz gehört zu den wichtigsten Anliegen der organismischen Biologie. Als Gründe für einen Rückgang der globalen Biodiversität werden vor allem die Umweltverschmutzung und der Schwund geeigneter Lebensräume verantwortlich gemacht. Ein dritter Grund, die strukturelle Umgestaltung der Umwelt und im Zuge deren eine Änderung der Beziehungen zwischen Tier- und Pflanzengemeinschaften mit ihrer Umgebung, wird oft außer acht gelassen (SEITZ 1991). Populationsökologische Forschung hat die Untersuchung dieser Beziehungen zum Inhalt, und kann daher wertvolle Einblicke in die Mechanismen von Artenrückgängen bieten. Ohne populationsdynamische Vorgänge zumindest annäherungsweise zu kennen, ist es unmöglich, den längerfristigen Gefährdungsgrad einzelner Arten in einer stark veränderten, erst in den letzten Jahrzehnten maßgeblich geprägten Umgebung festzustellen. Im Gegensatz zu experimentellen Studien im Labor können Untersuchungen im Freiland zwar oft die Frage „Wie groß ist eine Population zu einem bestimmten Zeitpunkt und wie ist deren innere Struktur?" beantworten, jedoch nur selten auf die exakten Gründe dafür eingehen, d. h. Freilandstudien sind in der Regel stark auf beschreibende Aspekte beschränkt. Mathematische Simulationsmodelle und Laborstudien haben die Fähigkeit auf dieses „Warum?" einzugehen, sind allerdings auf spezielle Situationen mit nur wenigen regulierenden Parametern beschränkt. Es ist bis heute unmöglich, die zeitliche und räumliche Dynamik von Populationen freilebender Organismen zur Gänze vorauszusagen.

Der Verlust von Populationen in der Gegenwart bedeutet einen potentiellen Verlust von Arten in der Zukunft. Amphibien sind in den letzten Jahren wegen ihrer zunehmenden Bedrohung stark in den Blickpunkt der Öffentlichkeit geraten. Der weltweit wichtigste Faktor der Bestandesgefährdung ist zweifellos der anthropogen bedingte Verlust ihrer Lebensräume (BLAUSTEIN 1994). Trotzdem können menschliche Aktivitäten auch positive Einflüsse ausüben, indem Sekundärlebensräume als Rückzugsgebiete inmitten einer amphibienfeindlichen Umwelt geschaffen werden.

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Struktur und Dynamik einer Population des Donaukammolchs (*Triturus dobrogicus*) an einem künstlichen Gewässer auf der Wiener Donauinsel. Die Untersuchungen an diesem Gewässer (siehe auch THONKE et al. 1994, JEHLE et al. 1995, JEHLE 1996) sind die einzigen detaillierten Studien zur Populationsdynamik dieser auf das Einzugsgebiet der Donau beschränkten, stark gefährdeten Kammolchart (ARNTZEN et al. 1997). Obwohl ein Datensatz über einen Zeitraum von zehn Jahren mit beinahe täglichen Erhebungen verfügbar ist, kann die Frage des langfristigen Überlebens von Donaukammolchen in künstlichen Gewässern anhand der beschriebenen Fallstudie nicht beantwortet werden. Trotzdem bietet diese Untersuchung eine Basis für sinnvolle Artenschutzmaßnahmen, da grundlegende Aspekte zur inneren Struktur einer Population, deren Dynamik, sowie zur Langlebigkeit und Überlebensraten einzelner Tiere behandelt werden.

2. Material und Methode

2.1. Datenerhebung

Das Untersuchungsgewässer („Endelteich") entstand 1979 im Zuge der Errichtung der Wiener Donauinsel (MICHLMAYR 1997). Seit 1986 (Ausnahme: 1988) werden im Rahmen einer Langzeitstudie sämtliche Amphibien unter Verwendung eines Fangzaunes mit Kübelfallen um das Gewässer erfaßt (JEHLE et al. 1997). Die Kübelfallen werden seit 1986 (Ausnahme: 1988) täglich in den frühen Morgenstunden kontrolliert, die Kontrollgänge entfielen nur bei Nachttemperaturen unter dem Gefrierpunkt. Die gefangenen Tiere werden gewogen, vermessen, registriert und anschließend auf der dem betreffenden Fangeimer gegenüberliegenden Zaunseite freigelassen. Fotografien des individuell variablen Fleckenmusters auf der Bauchseite ermöglichten ab 1987 die Wiedererkennung und das Aufzeichnen von Lebensgeschichten einzelner Tiere (JEHLE 1997). Als Größe der Population gilt die Zahl der registrierten Individuen am Fangzaun, für 1986 ist lediglich die Zahl der Fänge angeführt.
Als Juveniltiere wurden die im Jahr ihrer Registrierung metamorphosierten Jungtiere bezeichnet. Subadulte Tiere befinden sich in dem auf das Jahr ihrer Metamorphose folgenden Lebensjahr und nehmen noch nicht an der Fortpflanzung teil. Aufgrund des Vorhandenseins von sekundären Geschlechtsmerkmalen im Alter von zwei Jahren wird ein fortpflanzungsfähiges Stadium angenommen.

2.2. Datenauswertung

„Jährliche Überlebensraten" sind definiert als Jahr-zu-Jahr Wiederfangraten, d. h. sie stellen den relative Anteil aller Individuen eines bestimmten Jahres dar, die im nächsten Jahr wieder registriert werden. Die Bezeichnung Überlebensrate ist nur bedingt korrekt, da nicht festgestellt werden kann, ob die einzelnen Individuen tatsächlich das Jahr nicht überlebt, oder aufgrund anderer Ursachen das Gewässer nicht besucht haben. Da der Endelteich über einen Großteil der Untersuchungsperiode (bis zur Schaffung von neuen Kleingewässern im Jahr 1994, siehe GREßLER 1997) von weiteren geeigneten Laichgewässern mehr als zehn Kilometer entfernt war, wird ausgeschlossen, daß nichtwiederkehrende Individuen andere Gewässer aufsuchten. Das Überspringen von Reproduktionsperioden ist im subadulten Stadium für 68% der Tiere der Fall, für reproduzierende Individuen jedoch nur sehr selten und lediglich bei Weibchen zu beobachten (Daten bis 1993, PAULI-THONKE & JEHLE, unpubl.). Jährliche Wiederfangraten stellen daher, mit Ausnahme des subadulten Entwicklungszustandes, einen sehr repräsentativen Wert für Überlebensraten dar.

Um denjenigen Populationsanteil zu bestimmen, der den größten Einfluß auf die Regulation der Populationsgröße hat, wurde eine Schlüsselfaktoren-Analyse („Key-factor analysis", PODOLER & ROGERS 1975, BERVEN 1995) angewandt. Für die Berechnung wird der Logarithmus von Sterberaten (k-Werten) in verschiedenen Entwicklungszuständen zu einer Gesamtmortalität [$k_{(total)}$] aufsummiert. Um denjenigen Entwicklungszustand herauszufiltern, der den

größten Einfluß auf $k_{(total)}$ hat, werden die verschiedenen k-Werte mit $k_{(total)}$ mittels einer linearen Regression in Verbindung gebracht. Der Entwicklungszustand mit dem größten Regressionskoeffizienten hat den größten Einfluß auf die Populationsgröße, aufsummiert ergeben die Koeffizienten den Wert 1. Wir berechneten k-Werte für das Larvenstadium [$k_{(larval)}$ = Logarithmus der Zahl der entwicklungsfähigen Eier zu der Zahl der das Gewässer verlassenden Juveniltiere], für die präreproduktive Phase [$k_{(pr\ddot{a}repro)}$ = Logarithmus des Verhältnisses der Zahl der abwandernden Juvenilen zu der Zahl der subadulten Tiere im nächsten Jahr], sowie für das Adultstadium [$k_{(repro)}$ = der Logarithmus des Verhältnisses der sich erstmals reproduzierenden Individuen zu ihrer Zahl bei der letzten Registration, nach BERVEN 1995]. Jedes Weibchen legt ca. 200 Eier ab (ARNTZEN & HEDLUND 1990, für die nahe verwandte Art *T. cristatus*), 50% aller befruchteten Eier von Kammolchen sterben jedoch an einem chromosomalen Defekt (MACGREGOR & HORNER 1980). Wir nehmen daher an, daß pro einwanderndem Weibchen 100 entwicklungsfähige Eier abgelegt werden. Da das Geschlechterverhältnis über den gesamten Untersuchungszeitraum ausgeglichen ist (siehe Kapitel 3.1.), wurden Männchen und Weibchen zusammengefaßt.

Die mittlere Überlebensrate der Adulttiere von 1989 bis 1995 wurde verwendet, um nach der Formel $lx = e^{-\alpha x}$ (HAIRSTON 1987; lx = Wahrscheinlichkeit, x Jahre zu überleben; α = jährliche Todesrate, entspricht 1-Überlebensrate) die Wahrscheinlichkeit, eine bestimmte Anzahl von reproduktiven Lebensjahren zu überleben, zu berechnen. Die Abweichung von einem ausgeglichenen Geschlechterverhältnis wurden mittels eines Chiquadrat-Mehrfeldertests getestet. Rangkorrelationen nach Spearman und Kendall dienten der Analyse von Populationstrends.

3. Ergebnisse

3.1. Populationsdynamik

Die Größe der Gesamtpopulation schwankte im Laufe der Untersuchung zwischen 203 (1986) und 949 Tieren (1991), es war kein genereller Trend über die gesamte Untersuchungsperiode festzustellen (Abb. 1, Tab. 1a). Hauptverantwortlich für die großen Schwankungen sind die Unterschiede in der jährlichen Anzahl der Juveniltiere. Die Größe der Adultpopulation variierte im gesamten Untersuchungszeitraum um den Faktor vier, die Größe der Juvenilpopulation hingegen um den Faktor 15,7 (Abb. 2). Juveniltiere machten zwischen 25,6% (1986) und mehr als 85% (1991, 1995) der Gesamtpopulation aus (Tab. 1b). Der reproduktiv aktive Teil der Population sank von einem Höchstwert von 210 Tieren im Jahr 1987 (=65,2% der Gesamtpopulation) fast kontinuierlich auf 52 Tiere (1995), blieb jedoch über sechs Jahre (1989-1994) sehr stabil (73-89 Individuen). Der relative Anteil an der Gesamtpopulation reduziert sich ab 1990 im Mittel auf 12,65%. Der subadulte Populationsanteil stieg, als Folge der hohen Juvenilzahlen, von 1990 bis 1993 stetig an. Im Jahr 1993 besaßen wegen eines starken Einbruchs der Juveniltiere die Subadulten den größten Anteil an der Gesamtpopulation. Im Jahr 1994 machte sich die geringe Anzahl der Juveniltiere von 1993 in einer entsprechenden Reduktion des subadulten Populationsanteils bemerkbar, und setzte sich in der niedrigen Menge an Adulttieren im Jahr 1995 fort. Trotz der wenigen Adulttiere ist das Jahr 1995 durch die zweit-

Tabelle 1: Populationsentwicklung von 1986 bis 1995 (Ausnahme: 1988).
a) Zahl der Individuen.
b) Populationszusammensetzung in Prozent.

Population dynamics 1986-1995 (exception: 1988).
a) Number of individuals.
b) Relative proportions.

a)	1986*	1987	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Weibchen	71	94	44	32	45	40	41	46	33
Männchen	64	116	43	36	44	41	32	27	19
Subadulte	16	19	7	15	42	80	118	17	75
Juvenile	52	93	194	558	818	457	93	535	804
Gesamt	203	322	288	641	949	618	284	625	931

* In diesem Jahr sind die Zahl der Fänge (ohne Individualerkennung) angeführt.

b)	1986* (%)	1987 (%)	1989 (%)	1990 (%)	1991 (%)	1992 (%)	1993 (%)	1994 (%)	1995 (%)
Weibchen	35	29,2	15,3	5,0	4,7	6,5	14,4	7,4	3,5
Männchen	31,5	36	14,9	5,6	4,6	6,6	11,3	4,3	2
Subadulte	7,9	5,9	2,4	2,3	4,4	12,9	41,6	2,7	8,1
Juvenile	25,6	28,9	67,4	87,1	86,3	74,0	32,7	85,6	86,4
Gesamt	100	100	100	100	100	100	100	100	100

* In diesem Jahr sind die Zahl der Fänge (ohne Individualerkennung) angeführt.

höchste Zahl der Juveniltiere (804 Individuen) des gesamten Untersuchungszeitraumes gekennzeichnet.

Das Geschlechterverhältnis (Männchen:Weibchen) variierte zwischen 1:0,8 und 1:1,7 (Abb. 3). Über den gesamten Untersuchungszeitraum verfügt die Adultpopulation über ein ausgewogenes Geschlechterverhältnis (Chiquadrat-Mehrfeldertest; $\chi^2 = 12{,}495$, df = 7; n.s.).

Die Schlüsselfaktoren-Analyse ergab, daß die Überlebensraten im Ei- bzw. Larvalstadium den mit Abstand wichtigsten Einfluß auf die Populationsgröße haben [Regressionskoeffizient der

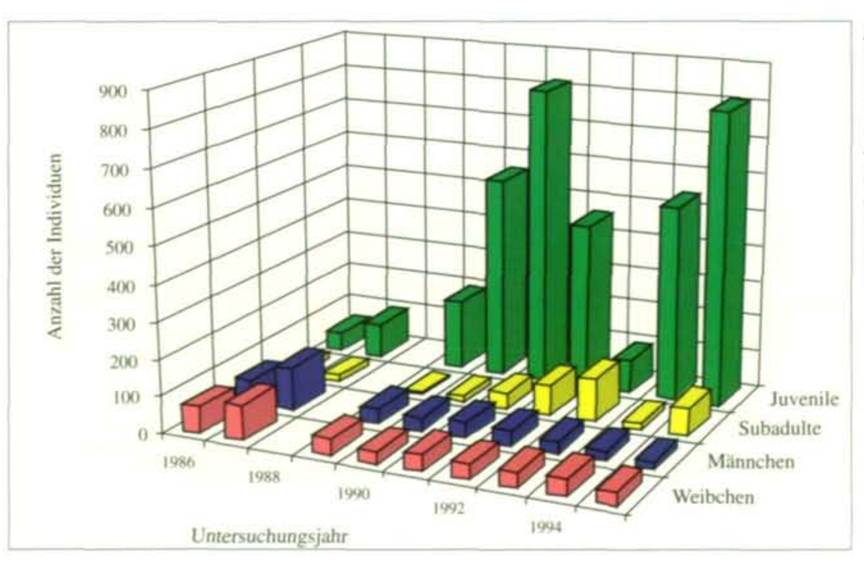


Abb. 1: Struktur und Dynamik der Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*), 1986, 1987, 1989-1995.

Structure and dynamics of the Danube crested newt population (*Triturus dobrogicus*), 1986, 1987, 1989-1995.

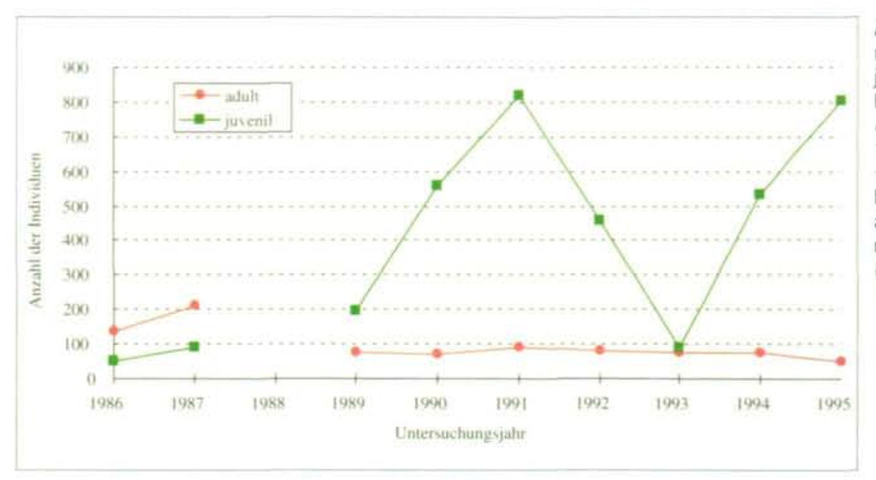


Abb. 2: Zahl der registrierten adulten und juvenilen Donaukammolche (*Triturus dobrogicus*), 1986, 1987, 1989-1995.

Number of juvenile and adult Danube crested newts (*Triturus dobrogicus*), 1986, 1987, 1989-1995.

linearen Regression der k-Werte mit $k_{(total)}$: $k_{(larval)}$ = 0,82; $k_{(prärepro)}$ = 0,07, $k_{(repro)}$ = 0,11]. Die Populationsgröße wird hauptsächlich durch die Zahl der jährlich im Endelteich produzierten Jungtiere bestimmt. Die Überlebensraten im subadulten und adulten Zustand sind über den gesamten Untersuchungszeitraum wesentlich geringeren Schwankungen unterworfen als die Verhältniszahl der zuwandernden Weibchen mit den in diesem Jahr abwandernden Juveniltieren, und haben daher nur einen geringen Einfluß auf den Wert $k_{(total)}$.

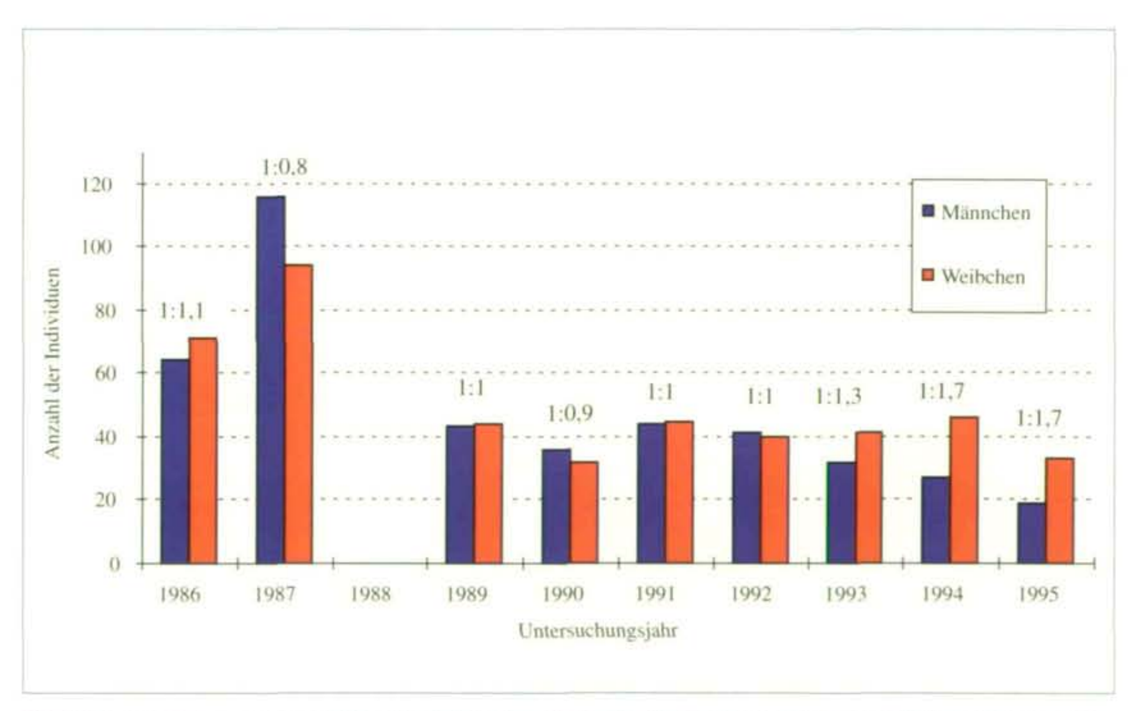


Abb. 3: Geschlechterverhältnis der Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus*) über neun Untersuchungsjahre.

Sex ratio of the Danube crested newt population (*Triturus dobrogicus*) over nine study years.

3.2. Altersstruktur und Überlebensraten der Adulttiere

Der Anteil der Zweijährigen bzw. mindestens Zweijährigen liegt im Mittel bei 52% (Tab. 2). Die hohe Zahl der Individuen, von denen nur ein Mindestalter bekannt ist, ist durch Tiere bedingt, die schon zu Beginn der Studie im Adultzustand gefangen wurden, und durch jedes Jahr auftretende Neufänge von Adulttieren (Tab. 3). In beiden Fällen konnte den Individuen im Jahr ihrer Erstregistrierung kein exaktes Alter, sondern nur ein Mindestalter von zwei Jahren zugeordnet werden. Die Klasse der 1987 bereits als Adulttiere erfaßten und 1989 somit mindestens vierjährigen Individuen läßt sich auch in den folgenden Jahren deutlich verfolgen.

Tabelle 2: Prozentueller Anteil der einzelnen Altersklassen an der Adultpopulation (1989-1995).

Relative proportion of age classes on the adult population (1989-1995).

	1989 (%)	1990 (%)	1991 (%)	1992 (%)	1993 (%)	1994 (%)	1995 (%)
Zweijährige	2,3	4,4	6,7	2,7	16,4	45,2	4,9
min. Zweijährige	49	31,1	41,4	43,2	42,5	27,4	51,9
Dreijährige	1,1	0	2,2	5,4	4,1	2,7	15,4
min.Dreijährige	0	18,9	14,6	9,5	15,1	15,2	11,5
Vierjährige	0	1,5	1,1	1,4	2,7	0	3,9
min. Vierjährige	47,9	0	11,2	5,4	5,5	1,4	7,7
Fünfjährige	0	0	1,1	0	0	0	0
min. Fünfjährige	0	43,5	0	8,1	5,5	1,4	0
Sechsjährige	0	0	0	1,4	0	0	0
min. Sechsjährige	0	0	21,3	0	2,7	1,4	1,9
min. Siebenjährige	0	0	0	13,5	0	1,4	0
min. Achtjährige	0	0	0	0	5,5	0	1,9
min. Neunjährige	0	0	0	0	0	4,1	0

Tabelle 3: Anzahl und Prozentsatz der adulten und subadulten Neufänge von 1987 bis 1995 mit Ausnahme von 1988. Der Prozentsatz bezieht sich auf die Gesamtzahl der adulten und subadulten Tiere pro Untersuchungsjahr.

Numbers and percentage of first captures of adults and subadults in 1987–1995 (exception: 1988). Percentage refers to the total number of adult and subadult individuals per year

Untersuchungsjahr	Adult	Subadulte	Gesamt	Gesamt (%)
1987*	210	19	229	100%
1989	43	6	49	52,1%
1990	21	2	23	27,7%
1991	37	10	47	35,9%
1992	32	17	49	30,4%
1993	31	38	69	36,2%
1994	20	25	25	27,8%
1995	27	29	56	44,1%
Mittelwert 1989-1995	30,1	15,3	45,4	36,3%

*:erstes Untersuchungsjahr mit Individualerfassung der gefangenen Tiere

Mitglieder dieser Klasse wurden letztmalig 1994 mit einem Alter von mindestens neun Jahre registriert. Das mittlere Lebensalter beträgt im Zeitraum von 1989 bis 1995 für Weibchen 3,08 Jahre, für Männchen 2,92 Jahre (Tab. 4). Angesichts der vielen Einzeltiere, denen nur ein Mindestalter zugeordnet werden kann, sind beide Werte wahrscheinlich zu niedrig angesetzt. Die Anzahl der Wiederfänge (Tiere, die mindestens zweimal gefangen wurden) nimmt dabei proportional zum zeitlichen Abstand zwischen dem Jahr der Erstregistrierung und dem betreffenden Untersuchungsjahr ab (Tab. 5). Die Lebensgeschichte einiger Individuen konnte bis in das Juvenilstadium zurückverfolgt werden. Von diesen Tieren erreichte keines ein Alter von mehr als vier Lebensjahren (Tab. 6). Die größten Ausfälle sind beim Übergang vom juvenilen zum subadulten Entwicklungsstadium zu verzeichnen. Im Mittel werden etwa 9,8% der

Tabelle 4: Mittleres Lebensalter der Adultpopulation (1989-1995).

Mean age of the adult population (1989-1995).

Untersuchungsjahr	Mittleres Lebensalter in Jahren		
	Männchen	Weibchen	Gesamt
1989	2,8	3,31	3,1
1990	3,31	3,81	3,57
1991	3,19	3,45	3,3
1992	3,23	3,25	3,26
1993	2,95	2,97	2,96
1994	2,44	2,78	2,66
1995	2,53	2,79	2,69
Mittelwert 1989-1995	2,92	3,19	3,08

Tabelle 5: Anzahl aller adulten und subadulten Wiederfänge (1989-1995), eingeteilt nach dem Jahr ihrer Erstregistrierung.

Number of subadult and adult recaptures arranged according into the year of first registration.

Erstregistrierung	Untersuchungsjahr						
	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
von 1987	45	31	22	12	4	3	–
von 1989	–	29	18	9	4	1	1
von 1990	–	–	44	12	8	1	–
von 1991	–	–	–	80	17	3	3
von 1992	–	–	–	–	92	30	11
von 1993	–	–	–	–	–	27	7
von 1994	–	–		–	–	–	49

Tab. 6: Wiederfänge der 1987 und 1989-1995 als Juveniltiere erfaßten Donaukammolche. In Klammer: Gesamtzahl der Juveniltiere des entsprechenden Jahres.

Recaptures of individuals which were registered as juveniles 1987 and 1989-1995. In brackets: total numbers of juveniles in the respective year.

Untersuchungsjahr (Zahl der Juveniltiere)	Untersuchungsjahr 1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
1987 (93)	2	–	–	–	–	–	–
1989 (194)	–	13	7	3	2	–	–
1990 (558)	–	–	25	7	3	–	–
1991 (818)	–	–	–	73	12	2	2
1992 (457)	–	–	–	–	80	29	11
1993 (93)	–	–	–	–	–	12	2
1994 (535)	–	–	–	–	–	–	45

Juveniltiere eines bestimmten Jahres im darauffolgenden Jahr als Subadulte wiedergefangen. Die mittlere jährliche Überlebensrate der Adultpopulation beträgt für Männchen 0,334, für Weibchen 0,347 (Tab. 7). Die Wahrscheinlichkeit, nach dem Erreichen der Geschlechtsreife eine bestimmte Zahl von Jahren zu überleben, nimmt mit steigender Zahl der reproduktiv aktiven Jahre rasch ab (Abb. 4).

Tab. 7: Jährliche Wiederfangraten der Adulttiere (1989-1995).

Annual recapture rates of adults (1989-1995).

	Jährliche Überlebensrate Männchen	Weibchen
1989/90	0,465	0,341
1990/91	0,535	0,364
1991/92	0,341	0,400
1992/93	0,22	0,450
1993/94	0,219	0,244
1994/95	0,233	0,283
Mittelwert 1989-1995	0,334	0,347

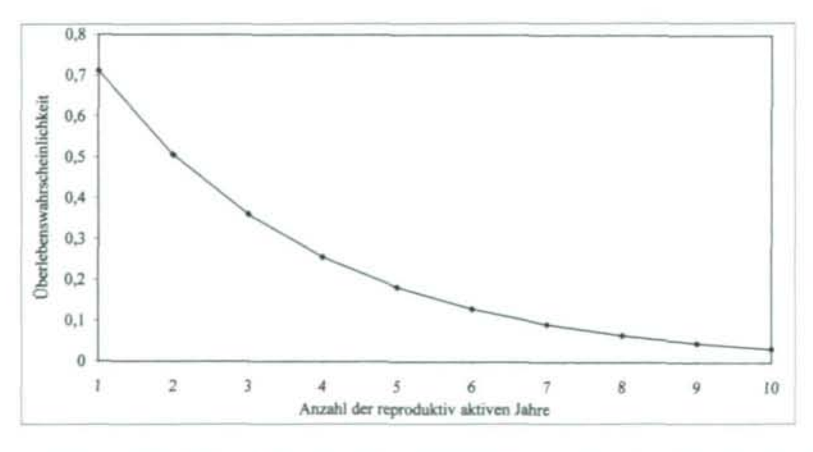


Abb. 4: Die anhand von mittleren jährlichen Überlebensraten der Adulttiere (1989-1995, n=7) errechnete Wahrscheinlichkeit, eine bestimmte Zahl von reproduktiv aktiven Jahre zu überleben.

Probability of surviving a certain number of reproductive years, estimated from year-to-year adult survival rates (1989-1995, n=7).

4. Diskussion

Für den Donaukammolch liegen keine vergleichbaren Populationsstudien vor (BORKIN pers. Mitt., STICHT 1996). Ähnlich detaillierte Untersuchungen wurden lediglich mit der nahe verwandten Art *T. cristatus*, der Nominatform der vier Kammolch-Arten, durchgeführt (HAGSTRÖM 1979, HEDLUND 1990, ARNTZEN & TEUNIS 1993). Aufgrund des hohen Verwandtschaftsgrades – Kreuzungen zwischen den beiden Arten sind vielfach bekannt – werden in der Folge viele für den Donaukammolch erhobene Populationsparameter mit *T. cristatus* verglichen, um Parallelen und Unterschiede der erhaltenen Ergebnisse mit Vergleichsstudien erörtern zu können.

Die durchschnittliche Populationsgröße der Donaukammolch-Population am Wiener Endelteich liegt innerhalb der Größenordnung mehrerer untersuchter Populationen von *Triturus cristatus* (Tab. 8). Bei populationsbiologischen Studien werden allerdings – wegen ihrer leichteren Erfaßbarkeit und zur Erhaltung von großen, aussagekräftigen Datensätzen – große

Tab. 8: Einige Vergleichsstudien an *Triturus cristatus* (nach ARNTZEN & TEUNIS 1993, ergänzt).

Some comparative studies on *Triturus cristatus* (after ARNTZEN & TEUNIS 1993, modified).

Lage und Autor	Populationsgröße	Methode	Überlebensrate der Adulttiere	Dauer der Studie
Göteburg, Schweden (HAGSTRÖM 1979)	342+/-84	Fang-Wiederfang	0,78	5 Jahre
Oxfordshire, Großbritannien (BELL 1979)	93+/-36	Fang-Wiederfang	–	2 Jahre
Rheinland, Deutschland (BLAB & BLAB 1981)	94+/- 60,62 10+/-6,35	Fangzaun	–	4 Jahre 3 Jahre
Mayenne, Frankreich (SCHOORL & ZUIDERWIJK 1981)	462+/-129	Fang-Wiederfang	–	1 Jahr
Münster, Deutschland (GLANDT 1982)	101+/-7,17	Fang-Wiederfang	–	4 Jahre
Buckinghamshire, Großbritannien (VERRELL & HALLIDAY 1985)	140+/-13	Fangzaun	–	1 Jahr
NR-Westfalen, Deutschland (SINSCH 1988)	111+/-8	Fang-Wiederfang	–	1 Jahr
Öland, Schweden (HEDLUND 1990)	172+/-26	Fang-Wiederfang	0,64	6 Jahre
Niedersachsen, Deutschland (MÜLLNER 1991)	990 112	Fangzaun	–	1 Jahr 1 Jahr
Rheinland, Deutschland (SCHÄFER & KNEITZ 1993)	148+/-55	Fangzaun	-	3 Jahre
Mayenne, Frankreich (ARNTZEN & TEUNIS 1993)	20+/-60	Fang-Wiederfang	0,49	14 Jahre (7 Untersuchungsjahre
Bresse, Frankreich (MIAUD et al. 1993)	209+/-67 434+/-167	Fang-Wiederfang	–	1 Jahr 1 Jahr
Bonn, Deutschland (KUPFER 1996)	26-97 1-28 2-13 2-6	Fangzaun Fangzaun Fangzaun Fangzaun	– – – –	7 Jahre 4 Jahre 7 Jahre 5 Jahre

Populationen meist bevorzugt untersucht. Insgesamt scheint es sich am Endelteich um eine überdurchschnittlich große Population zu handeln.

Die Größe einer Population schwankt aufgrund einer zeitlichen Variation von biotischen und abiotischen Faktoren, die Tod und Fortpflanzung sowie Immigration und Emigraton beeinflussen (PECHMANN & WILBUR 1994). HAIRSTON (1987) betont, daß viele Schwanzlurcharten aufgrund ihrer hohen Lebenserwartung, der hohen Überlebensraten der Adulttiere und der langen Generationszeiten auch über längere Zeiträume bemerkenswert stabile Populationsgrößen mit geringen Schwankungsbreiten aufweisen können. Trotzdem existieren auch Untersuchungen, die Schwankungen einer Population um ein Vielfaches binnen weniger Jahre nachweisen (SEMLITSCH 1985, PECHMANN et al. 1991). Eine in Deutschland über vier aufeinanderfolgende Jahre untersuchte Kammolchpopulation war nur sehr geringen Schwankungen ihrer Populationsgröße unterworfen (GLANDT 1982), während bei einer vergleichbaren Studie die Adultpopulation um das Doppelte schwankte (SCHÄFER & KNEITZ 1993). Eine Kammolchpopulation in Nordwestfrankreich schwankte nach der Kolonisation eines neugeschaffenen Gewässers zwischen 16 und 350 adulten Individuen (Beobachtungszeitraum: 14 Jahre, bei sieben Untersuchungsjahren, ARNTZEN & TEUNIS 1993). Die Schwankungsamplitude der Donaukammolch-Population am Wiener Endelteich betrug über zehn Jahre den Faktor 3,3, wobei vor allem Juveniltiere für die Größenschwankung verantwortlich sind. Die Adultpopulation variierte, nach hohen Anfangswerten in den beiden ersten Untersuchungsjahren, zwischen 1989 und 1994 lediglich um 15%. Der Endelteich stellt einen der wenigen Refugialräume der im ehemaligen Überschwemmungsgebiet der Donau ursprünglich reichhaltigen Amphibienfauna dar. In den ersten zwei Untersuchungsjahren (1986 und 1987) könnte diese Tatsache eine Überbevölkerung bewirkt haben. Ein sehr ähnlicher Populationstrend wurde im selben Zeitraum für die ebenfalls am Endelteich vorkommende Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*) beobachtet (JEHLE et al. 1995, WIENER 1997). Der mit dem Rückgang der Adultpopulation in gewissem Maß einhergehende Anstieg der Juvenilzahl (Ausnahme: 1993, siehe Abb. 2) ist statistisch nicht belegbar (Spearman Rangkorrelation: $r = 0{,}43$, $p = 0{,}14$, nicht signifikant), deutet aber auf einen gewissen Einfluß von dichteabhängigen Faktoren bei der Regulation der Populationsgröße hin. Sowohl Kannibalismus (DOLMEN & KOKSVIK 1983) als auch Oophagie (AVERY 1968, ARNTZEN & TEUNIS 1993) sind für Kammolche belegt, Fraßdruck der adulten Molche auf das Ei- und Larvalstadium kann bei der beobachteten Populationsentwicklung eine Rolle gespielt haben.

Die Tatsache, daß die Gesamtmortalität der Population hauptsächlich durch die Überlebensraten während des Ei- und Larvalstadiums beeinflußt wird (siehe Kapitel 3.1), widerspiegelt die Notwendigkeit von Pflegemaßnahmen am Endelteich, um ein Überleben des Donaukammolches an diesem Gewässer in den nächsten Jahren bis Jahrzehnten zu garantieren. Trotzdem darf auch das Landhabitat um den Teich nicht vernachlässigt werden, die Überlebensraten nach der Metamorphose sind zwar relativ konstant, jedoch trotzdem vergleichsweise niedrig. Die höhere Abhängigkeit der Gesamtmortalität im aquatischen Stadium kann auch lediglich eine größere Dynamik des Wasserhabitat z. B. durch Wasserspiegelschwankungen im Vergleich zum durch gärtnerische Maßnahmen und Beweidung künstlich sehr „konstant" gehaltenen Landhabitats darstellen. Der große Nachteil der Schlüsselfaktoren-Analyse ist, daß lediglich ein bestimmter Entwicklungszustand, nicht jedoch die vernetzten Ursachen für Populationsschwankungen erfaßt werden können.

Hohe Schwankungen in der Anzahl von Juveniltieren gegenüber der Größe der Adultpopulation werden bei Amphibien häufig beobachtet (BERVEN 1995, PECHMANN et al. 1991). Hohe Individuenzahlen bei den Juveniltieren machten sich am Endelteich nicht in einem Anstieg der Adulttiere in den darauffolgenden Jahren bemerkbar, eine Tatsache, die auf eine Gefährdung des reproduktiv aktiven Teils der Population durch ein mangelndes Nachrücken jüngerer Generationen schließen läßt. Eine Reaktion der Adultpopulation auf Veränderungen der Juvenilzahl läßt sich nur im Jahr 1995 in Form einer Abnahme gegenüber den Vorjahren als Folge der niedrigen Juvenilzahl des Jahres 1993 beobachten.

Die Werte des subadulten Populationsanteils sind nur bedingt gültig, da lediglich 32% aller Individuen in diesem Entwicklungszustand das Gewässer besuchen (PAULI-THONKE & JEHLE, unveröff.). Ein möglicher Vorteil eines Gewässerbesuchs im noch nicht geschlechtsreifen Zustand besteht in einem gegenüber dem Landlebensraum höheren Nahrungsangebot im Gewässer (VERRELL 1985). Tatsächlich wurde bei den am Endelteich vom Juvenil- zum Adultstadium zurückverfolgten Tiere beobachtet, daß diejenigen Individuen, die im subadulten Zustand das Gewässer besuchten, eine höhere Wachstums-, jedoch eine geringere Überlebensrate besaßen (PAULI-THONKE & JEHLE, unveröff.).

Die Entwicklung der subadulten Population am Endelteich korrespondiert in gewissem Maß mit den Schwankungen der Juvenilzahlen vom Vorjahr (Spearman Rangkorrelation: $p=0{,}09$). Eine hohe Mortalität der Jungtiere im terrestrischen Habitat scheint für die fehlende Zunahme der Adultpopulation im Gefolge hoher Juvenilzahlen verantwortlich zu sein. Die relativ gleichförmige Umgebung des Endelteichs bietet wenig Überwinterungsmöglichkeiten. Weiters besteht die Möglichkeit, daß Jungtiere gegenüber den Adulttieren über eine höhere Emigrationsrate verfügen. Eine seit 1994 in der Umgebung des Teiches durchgeführte Untersuchung zur Besiedlung von neugeschaffenen Trittsteinbiotopen lieferte allerdings bislang keine Hinweise darauf (GREßLER 1997).

Im Jahr 1993 wurde eine im Vergleich zu den Vorjahren auffällig geringe Zahl von Juveniltieren registriert. Im August 1992 führte ein Brand am Untersuchungsgewässer bei niedrigem Wasserstand zur Vernichtung großer Teile der Vegetation und zum Entstehen großer vegetationsfreier Flächen im Teich, welche bei nachfolgenden Dotationen unter Wasser gesetzt wurden (JEHLE 1994, JEHLE et al. 1997). Diese Flächen waren auch im darauffolgendem Frühjahr noch weitgehend ohne Pflanzenbewuchs. Molche der Gattung *Triturus* kleben die Eier einzeln an die Blätter von im Wasser wachsenden Pflanzen und sind bei der Eiablage daher stark an geeignete Strukturen gebunden. In Blätter eingehüllte Eier haben im Vergleich mit offen abgelegten Eiern eine etwa doppelt so große Chance, dem von aquatischen Invertebraten und adulten Molchen ausgeübten Raubdruck zu entkommen (MIAUD 1994). Eine negative Auswirkung des Brandes auf die Praemetamorphosestadien im folgenden Frühjahr erscheint deshalb wahrscheinlich.

Am Endelteich wurden jedes Jahr Fänge von subadulten und adulten Donaukammolchen registriert, die in den vorhergehenden Jahren noch nicht erfaßt worden waren. Eine Ursache für diese Neufänge könnte eine Zuwanderung aus umliegenden Gebieten darstellen. Kammolche wurden bis zu 800 m von ihrem Laichplatz entfernt aufgefunden (ARNTZEN & TEUNIS 1993). Eine Studie über die Besiedlung neu geschaffener Gewässer ergab, daß eine erfolgreiche Neubesiedlung durch Kammolche nur in solchen Gewässern stattfand, die höchstens 1000 m von einer bereits etablierten Kammolchpopulation entfernt waren (LAAN & VERBOOM 1990). Anhand genetischer Daten wird die jährliche Ausbreitungsrate von Kammolchen in einer

Hybridzone auf etwa einen Kilometer pro Jahr geschätzt (ARNTZEN & WALLIS 1991). Auf der Donauinsel sind vor der Schaffung der Trittsteinbiotope im Umkreis des Endelteichs innerhalb dieser Distanzen keine Kammolchvorkommen dokumentiert. Die Population am Endelteich kann deshalb als weitgehend isoliert betrachtet werden. Die Neufänge sind somit eher durch im Gewässer überwinternde Tiere (vgl. HAGSTRÖM 1982, VERRELL 1985, FASOLA & CANOVA 1992), methodische Fehler bei der individuellen Wiedererkennung, oder – zu Beginn der Studie – das Zuwandern von Adulttieren, die im Juvenilzustand noch nicht registriert wurden, zu erklären.

Die Altersstruktur ist ein wichtiges Merkmal einer Population, die jeweiligen Anteile der einzelnen Altersklassen erlauben gewisse Prognosen für die zukünftige Populationsstruktur. Für die Altersbestimmung von Molchen der Gattung *Triturus* werden Schätzungen des Alters anhand der Größe der Tiere (siehe HALLIDAY & VERRELL 1988), sowie für eine exaktere Bestimmung das Zählen von Wachstumsringen im Knochenquerschnitt („Skeletochronologie", FRANCILLON-VIELLOT et al. 1990), und das Auszählen von Hodenlappen bei männlichen Tieren (DOLMEN 1982) angewandt. Keine dieser Techniken bietet absolute Gewißheit, die zumindest theoretisch verläßlichsten Altersdaten liefert das Zurückverfolgen von Lebensgeschichten anhand einer individueller Wiedererkennung. Dafür ist jedoch ein Untersuchungszeitraum über mehrere Jahre verbunden mit einem vollständigen Erfassen sämtlicher Mitglieder der Population notwendig. Werden diese Kriterien nicht zur Gänze erfüllt, wird eine hohe Anzahl von Tieren registriert, von denen lediglich ein Mindestalter bekannt ist.

Am Endelteich dominierten die jüngeren Altersklassen. Es existierten keine über mehrere Jahre vorherrschende Angehörigen eines bestimmten Jahrganges, welche nach einer gewissen Zeit aus Altersgründen absterben und einem nächsten dominierenden Jahrgang Platz gewähren (MERTENS & REMMERT 1992 für Grünfrösche). Obwohl das ermittelte Durchschnittsalter der Adultpopulation wahrscheinlich zu niedrig angesetzt ist, entspricht es den Werten von Vergleichsstudien an *T. cristatus* in vergleichbaren Breitengraden (FRANCILLON-VIELLOT et al. 1990, MIAUD et al. 1993). HAGSTRÖM (1979) wies in Schweden ein mittleres Alter der Adulttiere von etwa 8 Jahren nach. Amphibien an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze sowie Populationen in höheren Lagen scheinen generell zu höheren Durchschnittsaltern neigen (CAETANO & CASTANET 1993, SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID 1994).

Kammolche sind beim Eintreten der Geschlechtsreife mindestens zwei Jahre alt (BELL 1979, ARNTZEN & HEDLUND 1990, MIAUD et al. 1993). Nach ARNTZEN & TEUNIS (1993) werden nur Kammolche, welche als Subadulte eine vergleichsweise erfolgreiche Phase somatischen Wachstums durchlaufen haben, mit zwei Jahren geschlechtsreif. Für Skandinavien ist der Eintritt der Geschlechtsreife im Alter von zwei bis vier Jahren dokumentiert (DOLMEN 1983), es liegen allerdings auch Angaben von bis zu fünf Jahren vor (HAGSTRÖM 1979). Der Eintritt der Geschlechtsreife ist bei Molchen mit zunehmender geographischer Breite bzw. Meereshöhe aufgrund der klimatischen Bedingungen in höhere Lebensalter verschoben. Bergmolche (*T. alpestris*) im Toten Gebirge (Dreibrüdersee, Seehöhe: ca. 1700m) beteiligen sich erst ab einem Alter von ca. zehn Jahren an der Fortpflanzung (SCHABETSBERGER & GOLDSCHMID 1994). Am Endelteich werden bereits teilweise im Herbst des der Metamorphose folgenden Jahres, jedoch spätestens bei zweijährigen Tieren sekundäre Geschlechtsmerkmale beobachtet. Welche Individuen sich tatsächlich an der Fortpflanzung beteiligen, kann mit der Fangzaun-Kübelfallen-Methodik nicht bestimmt werden.

Das Höchstalter für Kammolche in Gefangenschaft ist mit 27 Jahren belegt (HAGSTRÖM 1977). Für in Freiland lebende Tiere wird eine Lebenserwartung von 14 bis 16 Jahren angegeben (HAGSTRÖM 1980, FRANCILLON-VIELLOT et al. 1990, MIAUD et al. 1993). Die ältesten am Endelteich registrierten Kammolche waren mindestens neun Jahre alt. Diese Individuen waren allerdings seit Beginn der Studie als Adulttiere registriert und könnten wesentlich älter sein.

Die Altersverteilung spiegelt die relativ gleichmäßigen jährlichen Überlebensraten der Adultpopulation wieder (Tab. 7). Trotzdem sind die mittleren Überlebensraten der Adulttiere im Vergleich zu Studien am Kammolch relativ niedrig (Tab. 8). HAIRSTON (1987) gibt in einer Aufzählung von 21 Studien an 11 nordamerikanischen und europäischen Schwanzlurcharten eine Bandbreite von 0,238 (für *Desmognathus fuscus*, aus DANSTEDT 1975) bis 0,91 (für *Taricha vulgaris*, aus TWITTY 1966) an. Am Endelteich haben Männchen über den ganzen Untersuchungszeitraum eine nur unwesentlich niedrigere Überlebensrate als Weibchen, die niedrigeren Werte der Jahre 1992/1993 sind jedoch im Einklang mit einer Verschiebung des Geschlechterverhältnisses zu Gunsten der Weibchen.

Abbildung 4 zeigt die errechnete Überlebenswahrscheinlichkeit der Adulttiere. Lediglich 1% aller Männchen besitzen eine zu erwartende Anzahl von 6,91 reproduktiven Jahren (=ein Lebensalter von 8,91 Jahren), der entsprechende 1% Grenzwert für Weibchen liegt bei 7,05 reproduktiven Jahren, d. h. 9,05 Lebensjahre. Etwa die Hälfte aller Adulttiere überlebt mindestens zwei reproduktive Jahre. Für Kammolche in einer Studie in Frankreich werden im Mittel 2,5 reproduktive Jahre angegeben (ARNTZEN & HEDLUND 1990).

Die Abnahme einer Population kann durch eine signifikant negative Korrelation der Populationsgröße mit der Untersuchungsdauer charakterisiert werden (PECHMANN & WILBUR 1994). Am Endelteich trifft diese Tatsache auf den adulten Teil, jedoch nicht auf die Gesamtpopulation zu (Rangkorrelation nach KENDALL: $\tau_{Gesamt} = 0,3889$, $p = 0,1444$, $n = 9$, nicht signifikant; $\tau_{adult} = -0,6480$, $p = 0,0159$, $n = 9$, signifikant auf der 5%-Stufe). Für die Juveniltiere besteht sogar ein schwacher positiver Zusammenhang ($\tau_{juvenil} = 0,5353$, $p = 0,0464$, $n = 9$, signifikant auf der 5%-Stufe). Diese Befunde weisen durchaus auf eine längerfristige Gefährdung der Population hin, da lediglich adulte Tiere reproduktiv aktiv sind und zu einer Indivduenzunahme beitragen können. Offen bleibt die Frage, ab welcher Größenordnung der Abnahme eine akute Gefahr zur Auslöschung einer Population besteht.

Ein zusätzliche Gefährdung der Population des Endelteichs ist durch die Isolation des Gewässers gegeben. Die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens von Amphibienpopulationen steigt mit zunehmender Distanz zu benachbarten Gewässern, und auch die Wiederbesiedlung von vorhandenen Laichhabitaten wird drastisch erschwert (HALLEY et al. 1996). Eine ausgeglichene Altersstruktur der Adultpopulation und hohe Juvenilzahlen in zehn Untersuchungsjahren deuten an sich für die Donaukammolch-Population am Endelteich auf keine unmittelbar immanente Vernichtungsgefahr hin. Trotzdem ist die Population in den Jahren 1996 und 1997 hauptsächlich aufgrund der natürlichen Sukzession des Endelteichs drastisch zurückgegangen (FÜRNSINN 1997, RIPFL in Vorbereitung). Es bleibt abzuwarten, ob die 1994 geschaffenen Trittsteinbiotope (GREßLER 1997) als Ausweichgewässer zum Erhalt des Donaukammolchs ausreichend sind. Lediglich periodische Pflegemaßnahmen dieser Gewässer und/oder das Schaffen von weiteren zusätzlichen Teichen durch die Stadt Wien werden jedoch langfristig das Erhalten dieser im gesamten Verbreitungsgebiet stark gefährdeten Art auf der nördlichen Donauinsel garantieren.

Danksagung

Robert Jehle wurde während der Vorbereitung des Manuskripts vom Österreichischen Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (FWF Projekt Nr. P-11852 BIO, Projektleiter: W. Hödl) und von der Kommission für interdisziplinäre ökologische Studien der österreichischen Akademie der Wissenschaften finanziell unterstützt.

Literatur

ARNTZEN J. W. & L. HEDLUND (1990): Fecundity of the newts *Triturus cristatus*, T. *marmoratus* and their natural hybrids in relation to species coexistence. Holarctic Ecology **13**: 325-332.

ARNTZEN J. W. & S. F. M. TEUNIS (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus)* following the colonisation of a newly created pond. Herpetological Journal **3**: 99-110.

ARNTZEN J. W. & G. P. WALLIS (1991): Restricted gene flow in a moving hybrid zone of the newts *Triturus cristatus* and *T. marmoratus* in western France. Evolution **45**: 805-826.

ARNTZEN J. W., BUGTER R. J. F., COGALNICEANU D. & G. P. WALLIS (1997): The distribution and conservation status of the Danube crested newt, *Triturus dobrogicus*. Amphibia-Reptilia **18**: 133-142.

AVERY R. A. (1968): Food and feed relation of three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela) during their aquatic phases. Oikos **19**: 408-412.

BEEBEE T. J. C. (1992): Amphibian decline? Nature **355**: 120.

BELL G. (1979): Populations of Crested Newts, *Triturus cristatus*, in Oxfordshire, England. Copeia **1979**: 350-353.

BERVEN K. A. (1995): Population regulation in the wood frog, Rana sylvatica, from three diverse geographic localities. Australian Journal of Ecology **20**: 385-392.

BLAB J. & L. BLAB (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfaßbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn. Salamandra **17**: 147–172.

BLAUSTEIN A. R. (1994): Chicken little or Nero`s fiddle? A perspective on declining amphibian populations. Herpetologica **50**: 85-97.

BLAUSTEIN A. R., WAKE D. B. & W. P. SOUSA (1994): Amphibian declines: Judging stability, persistence and suceptility of populations to local and global extinctions. Conservation Biology **8**: 60-71.

CAETANO M. H. & J. CASTANET (1993): Variability and microevolutionary patterns in *Triturus marmoratus* from Portugal: age, size and longevity and individual growth. Amphibia-Reptilia **14**: 117-125.

DANSTEDT R. T. (1975): Local geographic variation in demographic parameters and body size of *Desmognathus fuscus* (Amphibia: Plethodontidae) Ecology **56**: 1054–1067.

DOLMEN D. (1982): Skeletal growth marks and testis lobulation as criteria for age in *Triturus* species (Amphibia) in central Norway. Acta Zoologica **63**: 73-80.

DOLMEN D. (1983): Growth and size of *Triturus vulgaris* and *T. cristatus* (Amphibia) in different parts of Norway. Holarctic Ecology **6**: 356-371.

DOLMEN, D. & J. L. KOKSVIK (1983): Food and feeding habits of *Triturus vulgaris* L. and *T. cristatus* LAURENTI (Amphibia) in two bog barns in Central Norway. Amphibia-Reptilia **4**: 17-24.

FASOLA M. & L. CANOVA (1992): Residence in water by the newts *Triturus vulgaris, T. cristatus* and *T. alpestris* in a pond in northern Italy. Amphibia-Reptilia **13**: 227-233.

FRANCILLON-VIELLOT H., ARNTZEN J.W. & J. GERAUDIE (1990): Age, growth and longevity of sympatric *Triturus cristatus, T. marmoratus* (Amphibia, Urodela) and their hybrids: A skeletochronological comparison. Journal of Herpetology **24**: 13-22.

FÜRNSINN A. M. (1997): Populationsdynamik, Phänologie und Struktur des Donaukammolches (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) des Endelteichs: Ein Vergleich von zehn Untersuchungsjahren. unveröffentlichte Diplomarbeit, Unviersität Wien.

GLANDT D. (1978): Notizen zur Populationsökologie einheimischer Molche (Gattung *Triturus*). Salamandra **14**: 9-28.

GLANDT D. (1982): Abundanzmessungen an mitteleuropäischen *Triturus*-Populationen. Amphibia-Reptilia **4**: 317-326.

HAGSTÖM T. (1973): Identification of newt specimens (*Urodela; Triturus*) by recording the belly pattern and a description of photographic equipment for such registrations. British Journal of Herpetology **4**: 321-326.

HAGSTRÖM T. (1977): Growth studies and ageing methods for adult *Triturus vulgaris* L. and *Triturus cristatus* LAURENTI (Urodela, Salamandridae). Zoologica Scripta **6**: 61-68.

HAGSTRÖM T. (1979): Population ecology of *Triturus cristatus* and *T. vulgaris* (Urodela) in SW-Sweden. Holarctic Ecology **2**: 108-114.

HAGSTRÖM T. (1980): Growth of newts (*Triturus cristatus* and *T. vulgaris*) at various ages. Salamandra **16**: 248-251.

HAGSTRÖM T. (1982): Winter habitat selection by some north European amphibians. British Journal of Herpetology **6**: 276-277.

HAIRSTON N. G. (1987): Community Ecology and Salamander Guilds. Cambridge University Press, Cambridge, England.

HALLEY J. M., OLDHAM R. S. & J. W. ARNTZEN (1996): Predicting the persistance of amphibian populations with the help of a spatial model. Journal of Applied Ecology **33**: 455-470.

HALLIDAY T. J. R. & P. VERRELL (1988): Body size and age in amphibians and reptiles. Journal of Herpetology **22**: 253-265.

HEDLUND L. (1990): Reproductive ecology of Crested Newts, *Triturus cristatus* (Laurenti). Unveröffentlichte Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Departement of Wildlife Ecology.

JEHLE R. (1994): Struktur, Phänologie, und Dynamik einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) auf der Donauinsel bei Wien: Ein Vergleich von sechs Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

JEHLE R. (1996): Das „Amphibienprojekt Donauinsel", Wien: Ergebnisse und Erkenntnisse einer populationsökologischen Langzeitstudie. Stapfia **47**: 119-132.

JEHLE R. (1997): Markierung und Individualerkennung von metamorphosierten Amphibien, unter besonderer Berücksichtigung der im Rahmen des „Amphibienprojekts Donauinsel (Wien)" verwendeten Methodik. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 103–118.

JEHLE R., ELLINGER N. & W. HÖDL (1997): Der Endelteich (Donauinsel bei Wien) und seine Fangzaunanlage für Amphibien: ein sekundäres Gewässer für populationsbiologische Studien. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 85–102.

JEHLE R., HÖDL W. & A. THONKE (1995): Structure and dynamics of a central European amphibian population: a comparison between Triturus dobrogicus (Amphibia, Urodela) and Pelobates fuscus (Amphibia, Anura). Australian Journal of Ecology **20**: 362-366.

KUPFER A. (1996): Untersuchungen zur Populationsökologie, Phänologie und Ausbreitung des Kammolches *Triturus cristatus* (LAURENTI 1768) in einem Agrarraum des Drachenfelser Ländchens bei Bonn. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.

LAAN R. L. & B. VEERBOOM (1990): Effects of pool size and isolation on amphibian communities. Biological Conservation **54**: 251-262.

MAGGREGOR H. C. & H. HORNER (1980): Heteromorphism for chromosome 1, a requirement for normal development in crested newts. Chromosoma **76**: 111-122.

MERTENS D. & H. REMMERT (1992): Altersklassenpopulationen bei Grünfröschen. Naturwissenschaften **79**: 377-378.

MIAUD C. (1994): The role of wrapping behavior on egg survival in three species of *Triturus* (Amphibia: Urodela). Copeia **1994**: 535-537.

MIAUD C., JOLY P. & J. CASTANET (1993): Variation in age structures in a subdivided population of *Triturus cristatus*. Canadian Journal of Zoology **71**:1874-1879.

MICHLMAYR F. (1997): Vom Römerlager Vindobona zur Donauinsel. In: HÖDL W., JEHLE R. & G. GOLLMANN (Hrsg.): Populationsbiologie von Amphibien: eine Langzeitstudie auf der Wiener Donauinsel. Stapfia **51**: 13–25.

MÜLLNER A. (1991): Zur Biologie von *Triturus cristatus* und *Triturus vulgaris* unter besonderer Berücksichtigung des Wanderverhaltens. Unpublizierte Studie im Auftrag des niedersächsischen Landesverwaltungsamtes, Fachbehörde Naturschutz, Hamburg.

PECHMANN J. H. K., SCOTT D. E., SEMLITSCH R. D., CALDWELL J. P., VITT L. J. & J. W. GIBBONS (1991): Declining amphibians population: The problem of separating human impacts from natural fluctuations. Science **253**: 892-895.

PECHMANN J. H. K. & H. M. WILBUR (1994): Putting declining amphibian populations in perspective: Natural fluctuations and human impacts. Herpetologica **50**: 65-84.

PODOLER H. & D. ROGERS (1975): A new method for the identification of key-factors from life-table data. Journal of Animal Ecology **44**: 85-114.

SCHABETSBERGER R. & A. GOLDSCHMID (1994): Age structure and survival rate in apine newts (*Triturus alpestris*) at high altitude. Alytes **12**: 41-47.

SCHÄFER H. J. & G. KNEITZ (1993): Entwicklung und Ausbreitung von Amphibienpopulationen in der Agrarlandschaft - ein E + E- Vorhaben. Natur und Landschaft **68**: 376-385.

SCHOORL J. & A. ZUIDERWIJK (1981): Ecological isolation in *Triturus cristatus* and *Triturus marmoratus* (Amphibia: Salamandridae). Amphibia-Reptilia **1**: 235–252.

SEITZ A. (1991): Introductory remarks: Population biology, the scientific interface to species conservation. In: SEITZ A. & V. LOESCHKE (Hrsg.): Species Conservation: A Population Biological Approach. Birkhäuser Verlag, Basel, pp. 1–13.

SEMLITSCH R. D. (1987): Relationship of pond drying to the reproductive success of the salamander *Ambystoma maculatum*. Copeia **1987**: 61-69.

SINSCH U. (1988): Auskiesungen als Sekundärhabitate für bedrohte Amphibien und Reptilien. Salamandra **24**: 161-174.

STICHT (1996): Struktur, Dynamik und Phänologie einer Donaukammolch-Population (*Triturus dobrogicus* KIRITZESCU 1903) (Amphibia, Urodela) auf der Donauinsel bei Wien: ein Vergleich von vier Untersuchungsjahren. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Wien.

THONKE A., JEHLE R. & W. HÖDL (1994): Structure, dynamics and phenology of a population of the Danube Warty Newt (*Triturus dobrogicus*) on the Danube Island near Vienna: a preliminary report. Abhandlungen und Berichte des Museums für Naturkunde in Magdeburg **17**: 127-133.

TRAVIS, J. (1994): Calibrating our expections in studying amphibian populations. Herpetologica **50**: 104-108.

TWITTY V. (1966): Of Scientists and Salamanders. W. H. Freeman, San Francisco.

VERRELL P. A. (1985): Return to water by juvenile amphibians at a pond in southern England. Amphibia-Reptilia **6**: 93-96.

VERRELL P. A. & T. R. HALLIDAY (1985): The population dynamics aof the crested newt *Triturus cristatus* at apond in southern England. Holarctic Ecology **8**: 151–156.

Anschrift der Verfasser:
Mag. Norbert Ellinger, Mag. Robert Jehle
Institut für Zoologie der Unversität Wien
Althanstr. 14
A-1090 Wien/Austria
email: ellino@zoo.univie.ac.at (N. Ellinger), robert@zoo.univie.ac.at (R. Jehle)